

# 放射能汚染土壌等の中間貯蔵施設からの被ばく線量に与える パラメータ値変動の影響

## —線形近似方程式による地下水利用シナリオの評価—

田仲 由弥\*<sup>1</sup> 大江 俊昭\*<sup>2</sup>

### The Effect of Parameter Value Variation on Radiation Dose Concerned with the Intermediate Storage Facility of the Radio-Contaminated Waste - Evaluation of the Groundwater Scenario using Approximate Linear Equations -

by

Yoshiya TANAKA\*<sup>1</sup> and Toshiaki OHE\*<sup>2</sup>

(Received on Mar. 25, 2015 and accepted on May 14, 2015)

#### Abstract

Radio-contaminated wastes resulting from the accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Station of Tokyo Electric Power Co. have been planned for storage in intermediate facilities. The allowable radioactivity in the storage level (8Bq/g of radioactive Cs) was reasonably evaluated by assuming various exposure scenarios, but only single set of the parameter values were used in the analyses. Various environmental conditions are anticipated in the siting process, however the effect of the parameter variation on the radiation dose has not been fully evaluated. The purpose of the paper is to derive approximate linear equations to perform a quick check of the sensitivity of some important parameters that have appeared in the calculation of the groundwater induced internal exposure. The equations denote that parameter, such as partition coefficient, leaching coefficient and Darcy velocity, indicating an almost linear response to the exposure dose by Cs-137, but in some ranges it becomes insensitive.

**Keywords:** Cs-137, Radio-contaminated waste, Intermediate storage, Groundwater scenario, Linear equation

## 1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所事故により放出された放射性物質によって汚染した土壌や焼却灰は<sup>\*1</sup>, 放射能濃度が目安値よりも低いものについては中間貯蔵が計画されており<sup>1)</sup>, 貯蔵に伴う公衆への被ばく線量を把握するために, 様々な被ばく経路を想定し, それに基づいて被ばく線量を評価した結果が報告(以下報告)された<sup>2)</sup>. しかし, そこで用いられたパラメータ値は固定されており, 値が変動することによって, 被ばく線量がどの程度変化するかについては言及されていない. また, ここで用いた評価方法は, 元々, クリアランスレベル<sup>\*2</sup>を設定する際に用いられたものである<sup>3)</sup>, 目安値は十分な裕度を持っていると考えられるものの, 貯蔵される環境は様々であるので, 計画を実行するうえで, 目安値の裕度を改めて確認することが必要と考えられる.

本検討では, パラメータ値の変動によって被ばく線量にどのくらいの変動が見込まれるのか, パラメータと被

ばく線量の関係の解析, すなわち感度解析を行った. ただし, 単なるパラメータ値と被ばく線量との応答だけでなく, その応答が線形か非線形かを判断し, パラメータの変動による影響度を簡易に判断できるようにすることを目的とした.

## 2. 方法

中間貯蔵の概念は, 一般的な産業廃棄物の埋め立て処分と類似しており, 表土の一部を掘削し, そこに廃棄物を埋設する方式となっている. また, 被ばく線量評価のシナリオは, 埋設作業の従事者を対象としたものと埋設地の周辺住民を対象としたものに大別されるが, ここでは周辺住民に対する被ばく線量について検討した. なお, 対象核種は放射性セシウム 137 (以下 137-Cs) とした.

<sup>\*1</sup> 一定濃度 (8,000Bq/kg) を超えた一部のものについては, 「放射性物質汚染対処特措法」に基づき, 指定廃棄物として適切な方法で処理することとなっている.

<sup>\*2</sup> 自然界の放射線レベルと比較して, 人の健康に対するリスクが無視できるため, 放射性物質として扱う必要のない量 (濃度).

\*1 工学部原子力工学科学部生

\*2 工学部原子力工学科教授

## 2.1 被ばく形態と評価方法

貯蔵時の 137-Cs による放射線影響は、放出するガンマ線による直接被ばくと<sup>\*3</sup>、食物などに取り込まれたものの摂取による被ばくの二通りの形態に大別され、前者を外部被ばく、後者を内部被ばくという。

### 1) 外部被ばく

周辺住民の被ばく経路には、埋設後の跡地を居住、公園などに利用することによるものが考えられる。これを評価する式は、クリアランスレベルの検討に用いられたものと同じ形式であるので、それらの代表として、今回新たに追加された公園利用について式(1)に示した。これ以外の利用形態についても式の形は同じであり、線量換算係数や利用時間などの設定値が異なるだけであるので、適宜、数値を変更することで評価は容易に行える。

式(1)は単純であり、137-Cs の濃度が  $C_{wa}$  (Bq/kg) である土壌を考え、その上に滞在する時間  $t_p$  (hr/y) に、単位濃度当たりの被ばく線量率である線量換算係数  $DF_{p,ext}$  (Sv hr<sup>-1</sup> Bq<sup>-1</sup> kg) と濃度を乗ずればよい。なお、式中の減衰の平均化因子  $A_{ave}$  は、被ばく期間(報告では1年間)中の崩壊による減衰を考慮して、被ばく期間内の放射能濃度の平均を算出する項である。線量換算係数は予め外部被ばく計算モデルによって算出して決めておく<sup>4,5)</sup>。また、遮蔽係数は土壌そのものもつγ線の遮蔽効果を表すパラメータであるが、報告では安全側に1(効果なし)としている<sup>2)</sup>。

$$D_{p,ext} = DF_{p,ext} \cdot S_p \cdot t_p \cdot C_{wa} \cdot A_{ave} \quad (1)$$

ただし、 $DF_{p,ext}$  : 線量換算係数, Sv hr<sup>-1</sup> Bq<sup>-1</sup> kg

$S_p$  : 遮蔽係数 (1より小さい)

$t_p$  : 年間利用時間, hr/y

$C_{wa}$  : 廃棄物中の放射性核種濃度, Bq/kg

$A_{ave}$  : 被ばく期間中の減衰の平均化因子

$\lambda$  : 壊変定数, y<sup>-1</sup>

$t_2$  : 被ばく期間, y.

$$A_{ave} = \frac{1 - e^{-\lambda \cdot t_2}}{\lambda} \cdot \frac{1}{t_2} \quad (2)$$

外部被ばく線量の評価では、式(1)中のパラメータは全て線形に作用するので、パラメータ値の変動に対する被ばく線量の変動も簡単に評価可能である。

### 2) 内部被ばく

内部被ばくの経路については地下水利用に関するシナリオを取り上げた。これには井戸水飲用摂取、農耕作業、農作物摂取、畜産物摂取、養殖淡水産物摂取の各シナリオが含まれ、被ばく線量は地下水の汚染濃度によって決<sup>\*3</sup>137-Cs の娘核種である 137m-Ba から放出されるが、両者の半減期の差から、通常の場合は放射平衡にあると仮定できるので、137-Cs が存在すると常に 137m-Ba からのガンマ線 (0.662MeV) が共存するとみなせる。

まるため、代表して井戸水飲用摂取について計算式を式

(3)に示した。他のシナリオについての評価も形式はほぼ同じであり、各シナリオに固有なパラメータ、例えば、農作物摂取シナリオでは地下水から土壌を通じて農作物への核種の移行係数、購入時の非汚染作物の割合を補正する市場希釈係数などが乗算されるが、線形に作用する因子であるので、これらの影響度は容易に評価できる。一方、式(3)には地下水中核種濃度の項が含まれているため、外部被ばく評価式と異なり、影響度の推測が単純には行えない。そこでこの項に着目して評価した。なお、地下水中核種濃度から内部被ばく線量を算出するには、( )内に示すパラメータ値を濃度に乗ずるだけで良い。

$$D_a = DF_{ing} \cdot Q_w \cdot R_w \cdot C_w \quad (3)$$

ただし、 $DF_{ing}$  : 線量換算係数, (大人  $1.3 \times 10^{-8}$ )Sv/Bq

$Q_w$  : 年間飲料水摂取量, (大人  $0.61$ )m<sup>3</sup>/y

$R_w$  : 井戸水への地下水混合割合, (0.33)

$C_w$  : 井戸に流入する地下水中核種濃度, Bq/m<sup>3</sup>.

## 2.2 地下水中濃度

井戸に流入する地下水中の核種濃度の評価には、地下水流速、吸着分配係数、貯蔵施設のサイズなど様々なパラメータが関与している。ここでは、これらパラメータ値の変動が与える影響を概括的に把握し、そのメカニズムを理解するために解析解を導出して、被ばく線量評価値に対するパラメータ値の応答を評価した。

### 1) 支配方程式

上述の報告<sup>2)</sup>では、地下水中濃度の経時変化を次の1次元移流方程式の解として与え、それから濃度の最大値を求めているが、解そのものは示されておらず、被ばく線量結果のみが提示されているだけである。本検討では、まず、ラプラス変換を用いて与方程式を解析的に解き、報告と同様に井戸は下流側の敷地境界に掘削されているものとし、そこでの最大濃度を被ばく線量評価に用いた。

$$\varepsilon \cdot R_f \frac{\partial C}{\partial t} = -U_d \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda \cdot \varepsilon \cdot R_f \cdot C + \{u(x) - u(x-L)\} \cdot B_0 e^{-(\lambda+\eta)t} \quad (4)$$

$B_0$  : 廃棄物からの核種漏出速度係数, Bq m<sup>-3</sup> y<sup>-1</sup>

$\varepsilon$  : 帯水層土壌の間隙率,

$R_f$  : 帯水層土壌の吸着効果に起因する遅延係数,

$U_d$  : 地下水のダルシー流速, m/y

$\lambda$  : 壊変定数, y<sup>-1</sup>

$\rho_a$  : 帯水層土壌の真密度, kg/m<sup>3</sup>

$K_d$  : 吸着分配係数, m<sup>3</sup>/kg

$\eta$  : 地下水への核種放出速度係数, y<sup>-1</sup>

$L$  : 流れ方向の埋設地長さ, m

$A$  : 貯蔵施設底面積, m<sup>2</sup>

$H$  : 貯蔵施設深さ, m

$R_{in}$  : 雨水の浸透水量, m/y

$r_{leach}$  : 廃棄物からの放出係数,

$D$  : 地下水層厚さ, m.

$$B_0 = \frac{\eta \cdot Q_{tot}}{A \cdot d} \quad (5)$$

$$R_f = 1 + \frac{(1-\varepsilon)\rho_a}{\varepsilon} \cdot K_d \quad (6)$$

$$\eta = \frac{R_{in}}{H} \cdot \eta_{leach} \quad (7)$$

式(4)の右辺第3項は埋設地からの核種漏えい速度を表す項で、埋設地の直下 ( $0 \leq x \leq L$ ) 以外の領域ではゼロである。また、 $R_f$ は土壌が核種を吸着することに基づく移動の遅延効果を表す<sup>7)</sup>。なお、第3項の関数  $u$  は次のように定義する。

$$u(x) = \begin{cases} 0 & (x < 0) \\ 1 & (0 \leq x) \end{cases}, \quad u(x-a) = \begin{cases} 0 & (x < a) \\ 1 & (a \leq x) \end{cases} \quad (8)$$

なお、地下水流動では、機械的散乱に起因する分散効果が知られている。これは、濃度を低減させる効果があるので、安全側の仮定として報告では考慮されていない<sup>6)</sup>。

Fig.1 に埋設地からの核種の漏えい状況を模式的に示す。この図のように、上流側から埋設地直下に地下水が流入し、流入地下水中には核種が含まれないとすると、 $x=0$  における境界濃度  $C_0$  はゼロとなる。また、初期条件は  $C(x,0)=0$  である。

$$C_0 = 0 \quad (9)$$

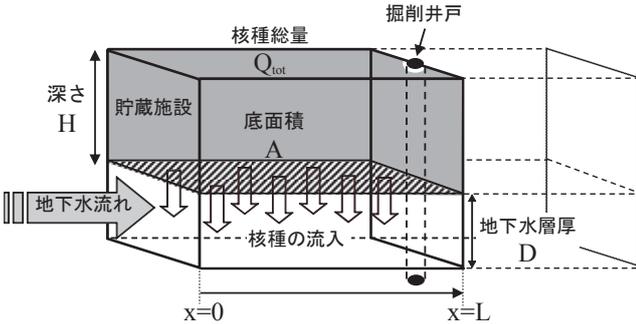


Fig.1 Schematic Representation of Repository Configuration and Nuclide Injection into Aquifer

## 2) 解析解の導出

式(4)をラプラス変換により解析的に解いた。ラプラス変換ならびに逆変換に際しては、変換表を利用した<sup>8)</sup>。

### (1) ラプラス変換

媒介変数を  $s$  として時間  $t$  に対するラプラス変換を次のように表記することとし、

$$\int_0^{\infty} e^{-sx} \cdot C dx = \tilde{C} \quad (10)$$

初期条件  $C(x,0)=0$  を用いると、式(4)の Laplace 変換は次のように表される。

$$\frac{d\tilde{C}}{dx} = -(s+\lambda) \frac{\varepsilon R_f}{U_d} \tilde{C} + \frac{1}{s+\xi} \frac{B_0}{U_d} \cdot \{u(x) - u(x-L)\} \quad (11)$$

ここで、 $B_0 = \frac{\eta \cdot Q_{tot}}{A \cdot D}$ ,  $\xi = \eta + \lambda$  とおく。

原点からの距離  $x$  に関して式(11)を再度ラプラス変換する。混乱を避けるため、媒介変数  $p$  を用いたラプラス変換を次のように表記する。

$$\int_0^{\infty} e^{-px} \cdot \tilde{C} dx = N \quad (12)$$

さらに、式(11)中の関数  $u$  に関するラプラス変換が

$$\int_0^{\infty} e^{-px} \cdot u(x-a) \cdot dx = \frac{e^{-pa}}{p} \quad (13)$$

となることを利用すると、次式が得られる。

$$p \cdot N - \tilde{C}_0 = -\frac{\varepsilon R_f}{U_d} \cdot (s+\lambda) \cdot N + \frac{B_0}{U_d} \cdot \frac{1}{s+\xi} \cdot \left\{ \frac{1}{p} - \frac{e^{-pL}}{p} \right\} \quad (14)$$

ここで、入口境界条件のラプラス変換は、式(9)から、

$$\tilde{C}_0 = \int_0^{\infty} e^{-st} \cdot C_0 \cdot dx = 0 \quad (15)$$

である。これを式(14)へ代入すれば、

$$N = \frac{1}{s+\xi} \cdot \frac{B_0}{U_d} \left\{ \frac{1}{p(p+\alpha)} - \frac{e^{-pL}}{p(p+\alpha)} \right\} \quad (16)$$

ただし、 $\alpha = \frac{\varepsilon R_f}{U_d} (s+\lambda)$  とする。

### (2) ラプラス逆変換

ラプラス変換された式(16)に対して位置  $x$  に関する逆変換を施すと、次式となる。

$$\tilde{C} = \frac{1}{s+\xi} \cdot \frac{1}{\alpha} \left[ \frac{H(x) - e^{-\alpha x} - H(x-L)}{\alpha} + \exp\{-\alpha(x-L)\} \cdot H(x-L) \right] \quad (17)$$

ここで、次の逆変換を利用した。ただし、 $H$  はヘビサイド関数である。

$$\frac{e^{-pL}}{p+\alpha} \rightarrow H(x-L) \cdot \exp\{-\alpha(x-L)\} \quad (18)$$

さらに、式(17)に対して時間  $t$  に関する逆変換を行う。

$$C = \frac{B_0}{\varepsilon R_f} \frac{1}{\xi - \lambda} \left[ \frac{H(x) \cdot (e^{-\lambda t} - e^{-\xi t})}{-H(t-X)} \times (e^{-\lambda t} - \exp\{X(\xi - \lambda)\} \cdot e^{-\xi t}) \right. \\ \left. + H(x-L) \cdot \left\{ \begin{aligned} & H(t-(X-\Lambda)) \\ & \times (e^{-\lambda t} - \exp[(X-\Lambda)(\xi - \lambda)] \cdot e^{-\xi t}) \\ & - (e^{-\lambda t} - e^{-\xi t}) \end{aligned} \right\} \right] \quad (19)$$

ただし、 $X = \frac{\varepsilon R_f}{U_d} x$ ,  $\Lambda = \frac{\varepsilon R_f}{U_d} L$  とする。

ここで、次の逆変換を利用した。

$$\frac{\exp\{-(s+\lambda)X\}}{s+\xi} = \frac{\exp\{-(s+\xi)X\}}{s+\xi} \cdot \exp\{X(\xi - \lambda)\} \\ \rightarrow \exp\{X(\xi - \lambda)\} \cdot e^{-\xi t} \cdot H(t-X) \quad (20)$$

なお、上記の解析解が適正であることは、有限差分法による数値解と一致することで確認した。

### 3) パラメータ値の設定

以降の評価において用いるパラメータの値とその設定根拠を Table 1 にまとめる. いずれも前述の報告に示されているものである.

### 4) 最大濃度の線形近似式

式(4)の解である式(19)はヘビサイド関数を含むために表記が判りにくく, 式に現れるパラメータの変動がどのように影響するかを直感的に把握することが難しい. そこで, 井戸を掘削する敷地境界 ( $x=L$ ) に着目して, 式を整理するとともに, 式(3)で被ばく線量を評価する上で最も重要な地下水中の最大濃度について, パラメータがどのように影響しているのかを直接把握しやすいよう表記した近似式を導出した.

#### (1) 最大濃度の導出

$x$  が埋設地境界の場合( $x=L$ )であるので, ヘビサイド関数は  $H(x)=1$ ,  $H(x-L)=1/2$ , そして  $X=A$  である. また, 最大値を示す場合は  $0 < t$  であるから,  $H(t-(X-A)) = H(t) = 1$  となるので, 式(19)は次のようになる.

$$C = \frac{B_0}{\varepsilon R_f} \frac{1}{\xi - \lambda} \left[ \frac{(e^{-\lambda t} - e^{-\xi t})}{-H(t-A) \cdot (e^{-\lambda t} - \exp\{\Lambda(\xi - \lambda)\} \cdot e^{-\xi t})} \right] \quad (21)$$

与式にはヘビサイド関数が含まれるので場合分けを行う.

$t < A$  の場合は,  $H(t-A)=0$  を式(21)に代入して, 以下の式を得る.

$$C_1 = \frac{B_0}{\varepsilon R_f} \frac{1}{\xi - \lambda} (e^{-\lambda t} - e^{-\xi t}). \quad (22)$$

ここで, 最大濃度を示す時間を  $T$  とおいて, これを得るために上式を時間  $t$  で偏微分し, 極値条件  $\partial C / \partial t = 0$  を適用すると,

$$\exp\{(\xi - \lambda)T\} = \frac{\xi}{\lambda}. \quad (23)$$

さらに上式の対数をとって  $T$  を明示すると,

$$T = \frac{1}{\xi - \lambda} \cdot \ln \frac{\xi}{\lambda}. \quad (24)$$

これを式(22)に代入すれば, 最大濃度が得られる.

$t > A$  の場合は,  $H(t-A)=1$  であるから, 濃度の式は次のようになる.

$$C_2 = \frac{B_0}{\varepsilon R_f} \frac{1}{\xi - \lambda} \cdot e^{-\xi t} \left[ \exp\{\Lambda(\xi - \lambda)\} - 1 \right]. \quad (25)$$

この式は時間  $t$  に対して単調減少関数であるから, 極値を求めるまでもなく, 最大値は  $t=0$  の時に現れる. 一方,  $t > A$  を満足するには,  $A \rightarrow 0$ , すなわち, 距離  $L$  の地点に地下水が到達する時間がほぼゼロと見なせるほど地下水流速が速いことが必要であり, 最大濃度を示す時間  $T$  は

ゼロに近づいて, 式(25)の  $t=0$  における濃度が最大濃度になる.

Table 1 Parameters used in the Analyses<sup>2)</sup>

Parameter	Value	Symbol	Unit	Source
Porosity	0.3	$\varepsilon$	-	a
Density	2600	$\rho_a$	kg/m <sup>3</sup>	b
Partition Coefficient	0.27	$K_d$	m <sup>3</sup> /kg	c
Leach coefficients	0.01	$r_{leach}$	-	d
Infiltration Rate	0.4	$R_{in}$	m/y	e
Repository Length	200	$L$	m	
Repository Base Area	40000	$A$	m <sup>2</sup>	f
Repository Depth	10	$H$	m	
Thickness of Groundwater Layer	3	$D$	m	d
Darcy Velocity	365	$U_d$	m/y	g

- a) 「水理公式集」, 土木学会水理公式集改訂委員会, 土木学会, 1971年.
- b) 「土質工学ハンドブック」, 土質工学会編, 1982年.
- c) International Atomic Energy Agency, IAEA- TRS-No.364, Vienna, (1994). 砂の値を採用.
- d) International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC- 401, Vienna, (1987).
- e) 「地下水ハンドブック」, 地下水ハンドブック編集委員会編, (株)建設産業調査会, 1979年.
- f) 福島県内一般廃棄物処分場の残余容量は最大で約 420,000 m<sup>3</sup>. クリアランスレベル評価の埋設容量の設定 400,000m<sup>3</sup> (=200×200×10m) と同等.
- g) 「新版地下水調査法」, 山本荘毅, 古院書院, 1983年.

#### (2) 近似式

最大濃度時間  $T$  を式(22)に代入しただけでは, 最大濃度に対するパラメータの影響を直感的に把握することができないので, 式(4)に現れるパラメータを使って近似式を導出する. 近似式導出の詳細は付録に示すが, 最大濃度を表す解析解は, 吸着による遅延効果を見込んだ見かけの地下水流速  $U_d / \varepsilon R_f$  を指標にすると, 簡単な2つの式に近似できる. この近似式から, パラメータ値 (あるいはその逆数) と地下水中最大濃度との間に線形関係が成立するものや, 被ばく線量に実質上感度を持たないパラメータが存在するなどを容易に把握することができる.

見かけ流速  $U_d / \varepsilon R_f$  が小さい時,

$$C_1^{\max} \approx \frac{Q_{tot}}{A \cdot D} \cdot \frac{1}{(1-\varepsilon)\rho_a} \cdot \frac{1}{K_d} \cdot \eta \cdot \frac{1}{\lambda} \cdot e^{-1}. \quad (26)$$

見かけ流速  $U_d / \varepsilon R_f$  が大きい時,

$$C_2^{\max} \approx \frac{Q_{tot}}{A} \cdot \frac{L}{D} \cdot \eta \cdot \frac{1}{U_d}. \quad (27)$$

Table 1 に掲げる条件では式(22)とその最大濃度近似式である式(26)が適合するので, Fig.2 に両者の比較を示した. 両者の最大濃度, 最大時間とともによく一致している. また, 地下水流速のみを 100 倍して式(23)と式(27)が適合する場合についても比較した. 後者の場合は, 最

大濃度時間  $T \approx 0$  と見なしているため、ピーク時間の位置がややずれているものの1年以内の差であり、最大濃度はよく一致している。従って、最大濃度の近似式は適用性が高いと考えられる。

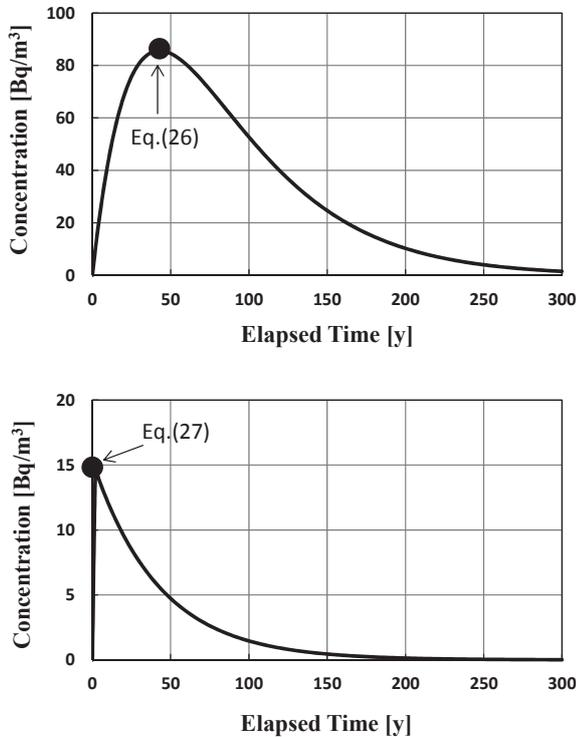


Fig.2 Breakthrough curves in the cases of low (up) and high (bottom) apparent flow velocity of nuclide  $U_d / \epsilon R_f$

### 3. パラメータ値の変動とその影響

Fig.3~7 には、いくつかの典型的挙動を示すパラメータを例にとって、パラメータの値と線形近似解から求めた地下水中の最大濃度との関係を示した。また、解析解の式(21)による結果も比較のために図中に示した。以下に、いくつかのパラメータと最大地下水濃度との関係を述べる。

#### 1) 見かけの地下水流速 $U_d / \epsilon R_f$

これにはダルシー流速  $U_d$  と遅延係数  $R_f$  の2つの因子（土壌の間隙率  $\epsilon$  には極端に大きな変動がないので、定数とみなす）があるので、それぞれを変化させた場合の最大濃度を式(22)あるいは(25)を用いて計算した。両者の式の適用範囲の区分けは次のように行った。まず、式(24)から最大濃度時間  $T$  を求め、その時間内にプルームが埋設地内を通過しない場合、すなわち、 $T < L / (U_d / \epsilon R_f)$  の場合は式(22)を、それ以外では式(25)を用いる。結果をFig.3 に示す。この図から、最大濃度には分配係数  $K_d$  に感度を有しない領域があり、それは地下水流速に依存することが判る。以下に、この点を詳しく論ずる。

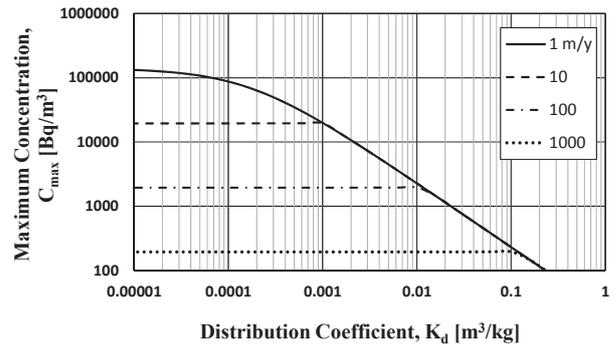


Fig.3 Maximum Concentrations with Varying Distribution Coefficient and Darcy Velocity

上記の式(26)を見て明らかなように、近似式は地下水流速  $U_d$  の項を含まないので、流速が変動しても地下水中最大濃度に変化は生じない。その理由は、地下水流速を遅延係数で割った核種の見かけの移動速度  $U_d / \epsilon R_f$  が非常に小さい条件であるため、移流によって上流側から流入する核種量よりも、その地点の直上部にある廃棄物からの核種漏えい量が卓越するため、地下水中濃度は核種漏えい速度でほぼ決まってしまうためと考えられる。このことは、①貯蔵地直下領域 ( $x=50, 100, 200\text{m}$ ) の破過曲線 (Fig.4) のピーク高さに移行距離  $x$  による違いがないこと、②流入・流出の影響が現れやすい両端境界付近を除いて濃度分布 (Fig.5 中の実線参照) がほぼフラットであること、からも裏付けられる。

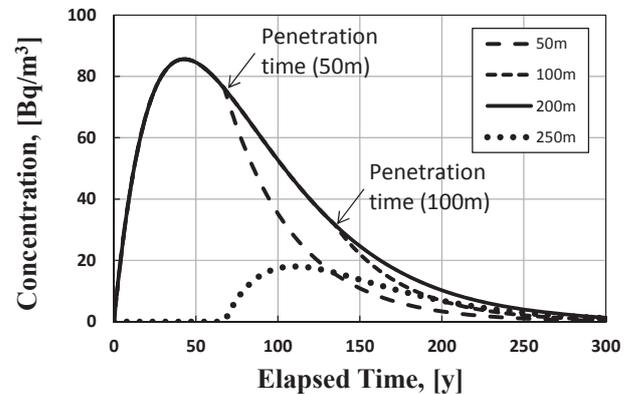


Fig.4 Breakthrough Curve at Several Observation Points inside and outside of a Repository

一方、ピーク (図では 42.9 年目) を迎えると、Fig.5 の破線のように、上流側の領域には貯蔵地外からの地下水（流入時は濃度ゼロ）が到達して希釈効果が働くようになり、その到達時間に応じて (Fig.4 中の矢印参照) 領域内の核種濃度が減少するようになる。一方、貯蔵地境界の外側 ( $x=250\text{m}$ ) になると、元々核種の供給がないため、上流側から押し出されてきた核種がピストン流のように流入するとともに、土壌への吸着および放射能の崩壊によって地下水中濃度は時間とともに大きく減少する。

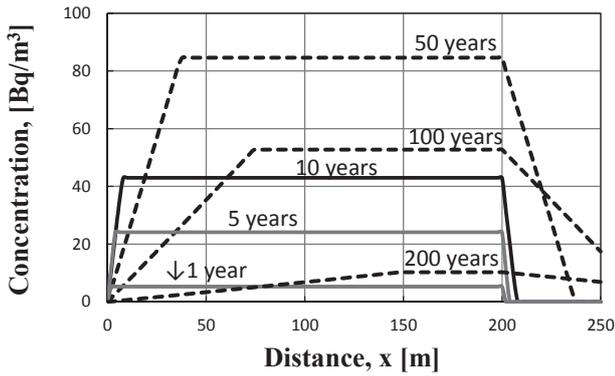


Fig.5 Concentration Profiles at Different Elapsed Times

Fig.6 は分配係数  $K_d$  を意図的に  $0.001 \text{ m}^3/\text{kg}$  と小さく設定して見かけの地下水流速を大きくし、地下水流速  $U_d$  をパラメータとしてピーク濃度を算出したものであるが、式(21)から得た最大濃度と、式(26)と(27)の値を比較して示す。地下水流速が大きくなって式(27)が適合するようになる。廃棄物からの核種の漏えいに対して、希釈が強く働くようになるため、被ばく線量は地下水流速に反比例して低下するようになる。従って、式(26)が適合する範囲で評価をしてあれば、その値よりも実際の地下水流速が大きい場合でも、被ばく線量はむしろ低下するため、地下水流速の変動はあまり問題にならない。そして、そのような流速の条件は、式(26)と式(27)の交点から、おおよそ以下の式で表わされる。

$$U_d > L \cdot e \cdot \lambda \cdot K_d \cdot (1 - \varepsilon) \rho_a \quad (28)$$

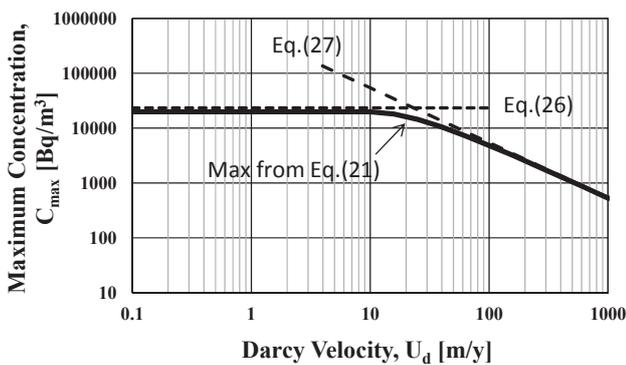


Fig.6 Maximum Concentrations Calculated by the Three Different Equations as a Function of Darcy Velocity

一方、式(27)からは、地下水中最大濃度を減少させるには地下水流速が速いほうが望ましいという、一見すると常識とは相反する結論が得られるが、あくまでも核種濃度が希釈される観点に着目した場合のことであって、極端に速い地下水流速が想定されるような埋設条件は、施設そのものの健全性を確保する上で許容されることではない。

## 2) 核種放出速度係数 $\eta$

この項は、式(26)、(27)いずれにも含まれ、 $\eta$  と地下水中最大濃度は比例関係にある。一方、 $\eta$  は式(7)によって求められるが、放出係数  $r_{leach}$  は最大で1(瞬時全量放出)であるので、当然  $\eta$  にも上限が存在するため、Fig.7 であるように、式(21)から求めた最大濃度はあるところで飽和値を示すようになる。また、逆に、 $\eta$  が小さくなるほど被ばく線量は低下する。つまり、核種放出速度係数  $\eta$  の変動を考える場合は、 $\eta$  が極端に大きくならない限り実質上は近似式(26)が適合するので、 $\eta$  に比例して被ばく線量変動すると考えて良い。なお、下図で式(27)が適合しないのは Table 1 にある地下水流速の設定値が小さく、式(27)の適用範囲外であるためである。また、図中の●は報告<sup>2)</sup>で用いられている数値である。

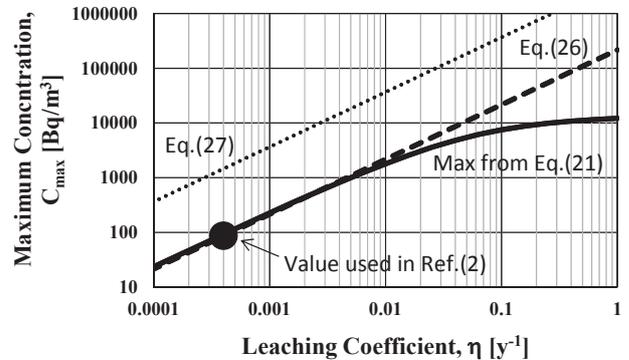


Fig.7 Maximum Concentrations Calculated by the Three Different Equations as a Function of Leaching Coefficient

## 3) 分配係数 $K_d$

上述の見かけの地下水流速の例にあるように、セシウムの土壌への分配係数は重要なパラメータである。Fig.8 に、分配係数をパラメータとした最大濃度の変化を示す。

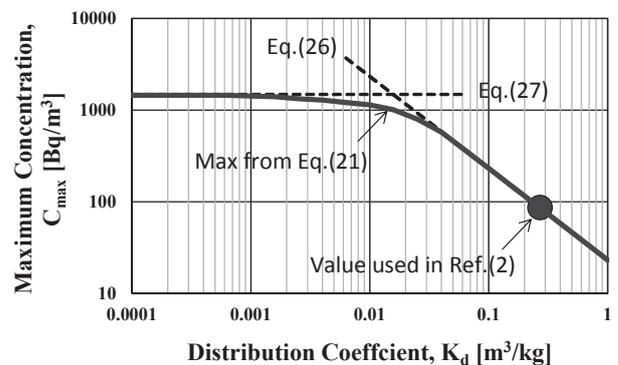


Fig.8 Maximum Concentrations Calculated by the Three Different Equations as a Function of Distribution Coefficient

分配係数があるしきい値以下であると実質は  $K_d \doteq 0$ 、すなわち、殆ど吸着しない場合と差がないが、この値を超えると、分配係数値に反比例して最大濃度は減少する。

このしきい値は、おおよそ式(26)と式(27)の交点に対応し、

$$K_d = \frac{U_d}{L} \cdot \frac{1}{(1-\varepsilon)\rho_a} \cdot \frac{1}{\lambda} \cdot e^{-1} \quad (29)$$

である。また、図中の●は報告<sup>2)</sup>で用いられている数値である。

分配係数は被ばく線量の大きさを左右するパラメータの一つであり、かつ、環境条件によって容易に変わる可能性があるため、この影響については後述する。

#### 4) パラメータ値変動の可能性

Table 1 に示したパラメータは、貯蔵施設長さ  $L$  のように設備仕様から一義的に決まるもの、地下水流速  $U_d$  や分配係数  $K_d$  のような環境条件に依存して決まるもの、核種放出速度係数  $\eta$  のように廃棄体の特性で決まるもの、にそれぞれ分類できる。また、これらが、被ばく線量に対して線形応答するものと、そうでないものにも分類できる。ここでは、設備仕様から決まるものを除いて、環境条件で決まるものとして分配係数  $K_d$ 、廃棄体の特性で決まるものとして核種放出速度係数  $\eta$  を取り上げて、これらがどの程度変動の可能性があるかを検討した。

##### (1) 核種放出速度係数 $\eta$

東京電力福島第一原子力発電所の事故を契機に、焼却灰からのセシウムの放出挙動を JIS K0058-1 攪拌試験によって実験的に得た結果<sup>9,10)</sup>が報告されている。それらを Table 2 にまとめる。

Table 2 Cesium Leaching Rates out of Incineration Ash

Sample Ash	Leaching Rate (6hr stirring)
General Waste Fly Ash <sup>9)</sup>	64.1~89.1%
General Waste Main Ash <sup>9)</sup>	5.6% (1 sample)
Sewage Sludge Incineration <sup>9)</sup>	<3.4%
Disaster Waste <sup>9)</sup>	<2.8%
Fluidize Type Incinerator <sup>10)</sup>	0.5~2.7%(3 samples)
Stoker Type Incinerator <sup>10)</sup>	not detected

これから、6時間あたりのセシウム溶出率は、飛灰が他の焼却灰よりも大きいことが判る。核種放出速度係数  $\eta$  を求める式(7)から、Table 2 の値は放出係数  $r_{leach}$  に近い概念と言えらるが、貯蔵時には攪拌効果がないため、表の値をそのまま用いることは厳密ではないものの、Table 2 の値を暫定的に  $r_{leach}$  として、試料の影響度を相対的に判断することは可能であろう。

なお、本評価方法では貯蔵施設内では廃棄物の性状は均質であると仮定しているため、飛灰のような溶出率の高い廃棄物が共存する場合は、まずは平均的な溶出率で考え、必要に応じて詳細に評価するのが良いであろう。

##### (2) 分配係数 $K_d$

報告では砂に対する分配係数が用いられているが、本来は埋設地の土壌に対する値を用いるべきである。しかし、埋設地点が特定されない限りそれを与えることができないため、砂の値を代用したものと思われる。一方、国内外の分配係数値を収集したデータベース<sup>11)</sup>を見ると、土壌に対するセシウムの分配係数は  $10^{-2} \sim 10^1 \text{ m}^3/\text{kg}$  と広い範囲にわたって分布しており、溶液の pH や共存するナトリウムイオンの濃度にも依存することが判る。また、我国の岩石・土壌等を対象とした文献値<sup>12)</sup>を Table 3 に示すが、分配係数が Table 1 の設定よりも1桁以上小さい例もあり、報告の設定値 ( $0.27 \text{ m}^3/\text{kg}$ ) は必ずしも安全側の設定とは言えない可能性がある。従って、埋設地の土壌に対する値を求めて、確認することが重要になる。

Table 3 Cesium Distribution Coefficients of Japanese Geologic Samples<sup>12)</sup>

Category	Range of $K_d$ , $\text{m}^3/\text{kg}$
Rock	Granite $2.6 \times 10^{-3} \sim 1.5 \times 10^0$
	Tuff $1.0 \times 10^{-3} \sim 1.1 \times 10^2$
	Others $3.3 \times 10^{-2} \sim 6.0 \times 10^0$
Loam	$1.0 \times 10^{-3} \sim 2.5 \times 10^0$
Clay	$5.1 \times 10^{-2} \sim 7.0 \times 10^1$
Soil	$5.0 \times 10^{-2} \sim 3.0 \times 10^0$
Sand	$3.0 \times 10^{-3} \sim 8.0 \times 10^0$

## 4. まとめ

東京電力福島第一原子力発電所の事故により放出された放射性物質により汚染された土壌や焼却灰等のいわゆる指定廃棄物の中間貯蔵に伴う周辺住民への被ばく線量を把握するために、地下水中に放射性セシウムが溶出する被ばく経路を想定し、被ばく線量を評価する際に用いられるパラメータ値が変動することによる被ばく線量の変化について、パラメータと被ばく線量の関係の応答を簡易に判断できる近似式を検討し、以下の結果を得た。

1. 非線形項である地下水中濃度の変動が被ばく線量へどのように応答かを議論するうえで簡易な線形近似式を導出し、線形挙動の確認や、感度の無いパラメータの抽出が容易となった。
2. 評価に用いたパラメータの多くは、値の変動が被ばく線量に対して線形に寄与をするが、地下水流速の変動については感度がほとんど無い。しかし、放出係数、分配係数が設定よりも数桁異なる報告もあり、実情に合わせた評価が求められる。
3. パラメータと地下水中の核種濃度には、その関係が大きく変化する明確なしきい値があり、このしきい値を判断基準として、貯蔵時の目安濃度の設定が妥当であるかどうか判定できる。

参考文献

- 1) 環境省：汚染土壌などの中間貯蔵施設について第一版，パンフレット，平成 26 年。
- 2) 日本原子力研究開発機構安全研究センター：「福島県の浜通り及び中通り地方（避難区域及び計画的避難区域を除く）の災害廃棄物の処理・処分における放射性物質による影響の評価について」，日本原子力研究開発機構，平成 23 年 6 月 19 日。
- 3) 原子力安全委員会：原子炉施設及び核燃料使用施設の解体等に伴って発生するもののうち放射性物質として取り扱う必要のないものの放射能濃度について，平成 16 年 12 月 16 日。
- 4) 佐々木利久他：埋設処分における濃度上限値評価のための外部被ばく線量換算係数，日本原子力研究開発機構，JAEA Data/Code-2008-003, (2008)。
- 5) K.F.Eckerman and J.C.Ryman: External Exposure to Radionuclides in Air, Water, and Soil, Federal Guidance Report No.12, EPA-402-R-93-081, Environmental Protection Agency, U.S.A., (1993)。
- 6) J.Bear: Hydraulics of Groundwater, pp266, McGraw-Hill, (1979)。
- 7) G.H.Huggins: Evaluation of the Groundwater Contamination Hazard from Underground Nuclear Explosives, J.Geophys.Res., 64, pp1509-1519(1959)。
- 8) M.Abramowitz and I.A.Stegun, Ed.: Handbook of Mathematical Functions with Formulas, Graphs, and Mathematical Tables, Dover, (1972)。
- 9) (独) 国立環境研究所資源循環・廃棄物研究センター：放射性物質の挙動からみた適正な廃棄物処理処分（技術資料 第三版），平成 24 年 12 月 20 日。
- 10) 国土交通省：下水汚泥焼却灰等の放射性セシウムの溶出について，下水道における放射性物質対策に関する検討会，平成 23 年 10 月 4 日。
- 11) 日本原子力研究開発機構：収着・拡散データベース。（Web 上公開，<https://migrationdb.jaea.go.jp>）
- 12) 財団法人原子力環境整備センター：土壌と土壌溶液間の放射性核種の分配係数，環境パラメータシリーズ 2，平成 2 年。

付録 線形近似式の導出

○見かけ地下水流速  $U_d/\varepsilon R_f$  が小さい場合  
 最大濃度を示す時間  $T$  は  $\eta = \xi - \lambda$  の関係を用いて，次のように近似できる。

$$T = \frac{1}{\xi - \lambda} \cdot \ln \frac{\xi}{\lambda} = \frac{1}{\eta} \ln \left( \frac{\lambda + \eta}{\lambda} \right)$$

よって，

$$\exp(-\lambda T) = \left[ \exp \left\{ \ln \left( \frac{\lambda + \eta}{\lambda} \right) \right\} \right]^{-\lambda/\eta} = \left( \frac{\lambda + \eta}{\lambda} \right)^{-\lambda/\eta}$$

また，

$$e^{-\lambda T} - e^{-\xi T} = \left( 1 + \frac{\eta}{\lambda} \right)^{-\lambda/\eta} \frac{\eta/\lambda}{1 + \eta/\lambda} = \frac{\eta}{\lambda} \left( 1 + \frac{\eta}{\lambda} \right)^{-(1 + \lambda/\eta)}$$

ここで， $Q = \ln \left( 1 + \frac{\eta}{\lambda} \right)^{-(1 + \lambda/\eta)}$  とおいて，

自然対数の漸近展開

$$\ln(1+x) \cong \frac{x}{1} - \frac{x^2}{2} + \frac{x^3}{3} + \dots \quad (|x| \leq 1, x \neq -1) \quad \text{から，}$$

$$Q = - \left( 1 + \frac{\lambda}{\eta} \right) \cdot \ln \left( 1 + \frac{\eta}{\lambda} \right) \cong - \left( 1 + \frac{\eta}{\lambda} \right) \cdot \left[ 1 - \frac{\eta}{\lambda} \left( \frac{1}{2} - \frac{1}{3} \cdot \frac{\eta}{\lambda} \right) \right]$$

これより，

$$\left( 1 + \frac{\eta}{\lambda} \right)^{-(1 + \lambda/\eta)} \cong \exp \left[ - \left( 1 + \frac{\eta}{\lambda} \right) \cdot \left\{ 1 - \frac{\eta}{\lambda} \left( \frac{1}{2} - \frac{1}{3} \cdot \frac{\eta}{\lambda} \right) \right\} \right]$$

$$\rightarrow \exp \left( -1 + \frac{3}{2} \cdot \frac{\eta}{\lambda} \right) \cong e^{-1}$$

( $\eta/\lambda \cong 0$  の時)

よって，

$$e^{-\lambda T} - e^{-\xi T} \approx \frac{\eta}{\lambda} \cdot e^{-1}$$

最大濃度の線形近似式として次の式を得る。

$$\begin{aligned} C_1^{\max} &= \frac{B_0}{\varepsilon R_f} \frac{1}{\xi - \lambda} \left( e^{-\lambda T} - e^{-\xi T} \right) \approx \frac{B_0}{\varepsilon R_f} \cdot \frac{1}{\lambda} \cdot e^{-1} \\ &= \frac{Q_{tot}}{A \cdot d} \cdot \frac{1}{(1 - \varepsilon) \rho} \cdot \eta \cdot \frac{1}{K_d} \cdot \frac{1}{\lambda} \cdot e^{-1} \end{aligned}$$

○見かけの地下水流速  $U_d/\varepsilon R_f$  が大きい場合

この場合は最大濃度時間  $T \cong 0$  となる。さらに漸近展開近似  $\exp[\Lambda(\xi - \lambda)] \approx 1 + \Lambda(\xi - \lambda)$  を取り入れると，

$$\begin{aligned} C_2^{\max} &= \frac{B_0}{\varepsilon R_f} \cdot \frac{1}{\xi - \lambda} \cdot e^{-\xi T} \left[ \exp \{ \Lambda(\xi - \lambda) \} - 1 \right] \\ &\approx \frac{Q_{tot}}{A} \cdot \frac{L}{d} \cdot \eta \cdot \frac{1}{U_d} \end{aligned}$$